

黄河水体中重金属的形态分配*

李 丽 娟
(中国科学院地理研究所)
(国家计委)

提 要

本文运用模式计算方法对黄河水体中重金属的形态分配进行了研究。结果表明, pH 是控制重金属形态分配的最重要因素, 其次是重金属的初始浓度和悬浮物含量。并得出, 在黄河水体中, Cu、Pb 主要以沉淀态存在, Zn 则以吸附态为主, 水体中游离态重金属含量很低。上述结果将为拟建中的小浪底水库工程的重金属环境影响预测提供一定的科学依据。

关键词: 黄河 重金属 形态分配 模式计算

天然水体是组成复杂的体系, 重金属污染物进入水体之后, 经过多种物理、化学反应过程, 使其以不同化合态和结合态分布于液相和固相之中。重金属污染物的迁移转化能力和生物有效性与其存在形态有关, 因此, 研究重金属在水体中的形态分配及其环境影响是很有意义的。

黄河是我国的第二条大河, 一向以其惊人的含沙量和输沙量著称于世。由于黄河具有特殊的水文、水化学性质, 使重金属在其水体中的迁移转化过程有不同于其它各河流的特殊性, 本文拟在前人工作的基础上, 结合黄河中游水体的实际情况, 对重金属在黄河水体中的形态分配以及环境条件的影响等问题做进一步的研究。

一、理论与研究方法

重金属在水体中的形态分配研究主要通过两种基本方法进行, 即实验测定和模式计算。

模式计算方法是根据系统的性质, 经合理简化后, 再依水体各组成部分的初始浓度和各有关反应的热力学平衡常数及各环境参数, 按照热力学平衡理论计算出重金属的形态分配及其变化规律。

水质化学平衡模式计算是把体系作为局部稳态平衡系统来看待。按照质量守恒和化学平衡条件, 应用平衡常数法或最小自由能方法建立模式。由于平衡常数的数据较自由

* 本文是作者根据硕士论文的一部分写成的, 曾得到导师北京大学关伯仁、徐云麟两位教授的悉心指导, 也得到了中国科学院环境化学研究所汤鸿霄、白迺彬先生的热情帮助, 在此一并致谢。

能数据易获得,因此,平衡常数法成为常用方法。

平衡常数法是根据质量作用定律写出各平衡常数与相应组成之间的摩尔平衡关系。为使计算过程能用通式表达,选择游离态金属和游离态配位体做为独立变量,其他形态可表示成它们的函数。将体系中各形态用下列符号表示:

定义金属 M_i 与配位体 L_j 生成的络合物为 C_{ijk} , 即

$$C_{ijk} = (M_i)_\alpha (L_j)_\beta (H)_\gamma$$

其中 i 为第 i 种金属; j 为第 j 种配位体; k 为第 k 种 M_i-L_j 络合物; α 、 β 、 γ 分别代表金属、配位体和 H 在络合物 C_{ijk} 中的化学计量系数。根据质量作用定律有:

$$[C_{ijk}] = K_{ijk} [M_i]^\alpha [L_j]^\beta [H]^\gamma$$

K_{ijk} 为络合物的稳定常数。

金属 M_i 与配位体 L_j 生成的沉淀为 S_{ij} , 即

$$S_{ij} = (M_i)_\delta (L_j)_\eta (H)_\lambda$$

$$K_{S_{ij}} = [M_i]^\delta [L_j]^\eta [H]^\lambda$$

其中 i 、 j 定义同上, δ 、 η 、 λ 意义同前 α 、 β 、 γ , $K_{S_{ij}}$ 为难溶盐的溶度积常数。并定义 $[S_{ij}]$ 为每升溶液中固相的摩尔数。

对于反应 $\text{CO}_2(\text{g}) + \text{H}_2\text{O} = \text{CO}_3^{2-} + 2\text{H}^+$ 在恒定分压的情况下,可按与难溶盐类似的方法处理。

根据质量守恒定律有:

$$\text{TOT}M_i = [M_i] + \sum_{i,k} \alpha_{ijk} [C_{ijk}] + \sum_j \delta_{ij} [S_{ij}]$$

$$\text{TOT}L_j = [L_j] + \sum_{i,k} \alpha_{ijk} [C_{ijk}] + \sum_i \eta_{ij} [S_{ij}]$$

这些函数关系组成一套非线性方程组,解此联立方程组常借助计算机来完成。

现有的天然水体化学平衡模式的计算机程序可达几十种,其中较为成熟的是 REDEQL 系列程序。

REDEQL₁^[1] 计算程序可计算水环境中的酸碱反应、络合反应、沉淀反应、溶解过程、氧化还原反应和吸附反应等过程,并考虑到体系中金属与配位体生成混合固体的可能性,同时还可进行离子强度校正。对于以沉淀、吸附、络合作用为主的天然河流系统很适用。

该程序使用 Fortran 语言,用 Newton—Raphson 逐步迭代法求解方程。其计算规模为: 20 种金属、30 种配位体、18 00 种固体,36 00 种络合物,20 种混合固体和 30 类氧化还原反应,并可进行两种表面络合吸附模式的运算。最多可输入 10 种情况。

应用 REDEQL₂ 程序时,先取定设计体系中各化合态的总量。并预计各游离自由浓度的初设值。规定计算精度,即可进行计算。该程序可计算出不同金属排放浓度、不同 pH 值、不同氧化还原电位、不同离子强度、不同悬浮物含量等条件下,各金属的游离、络合、沉淀、吸附等全部形态的定量结果及各自所占的比例。

二、吸附模式与吸附常数

根据最新的吸附理论,可以把吸附剂看成普通的配位体,则吸附过程可表达为^[2]:



$$K_A = [MS]/[M][S] \quad (2)$$

式中: K_A 为吸附反应的条件平衡常数,也即吸附产物的稳定常数,用 l/g 表示; $[MS]$ 用 mol/l 表示; $[M]$ 用 mol/l 表示; $[S]$ 用 g/l 表示。

若用 S_T 表示总表面固体量 (g/l), 则:

$$S_T = [S] + [MS]/Y \quad (3)$$

Y 为每单位质量固体上的表面吸附位总数 (mol/g)。将 (3) 式代入 (2) 式中, 整理可得到:

$$[MS]/S_T = Y[M]/(Y/K_A + [M]) \quad (4)$$

若吸附反应符合 L 型等温式则有

$$G = \frac{G^0[M]}{A + [M]} \quad (5)$$

$$G = [MS]/S_T \quad (6)$$

$$G^0 = Y \quad (7)$$

$$A = Y/K_A \quad (8)$$

即:

$$K_A = G^0/A \quad (9)$$

这样, 就可根据吸附等温线的实验结果求得线型等温式的斜率 K 即为条件稳定常数 K_A 。

因此, 可以根据吸附等温式求得 Cu、Zn、Pb 的条件稳定常数 K_A , 并在模式计算中把 K_A 值代入 REDEQL₂ 程序计算吸附量。

三、体系的性质及参数的选择

根据黄河干流三门峡站多年资料统计, 黄河平均含沙量达 37kg/m³, 年均输沙量为 16 亿吨; 河水偏碱性, pH 值在 7.5—8.5 之间, 水型主要以阿列金分类的 C₁^{Na} 型为主, 少数为 C₁^{Na} 型; 河水及悬浮物中有机质含量很低。因此, 本文在模式计算中, 选择了吸附、沉淀及络合(有机和无机)等反应为体系的主要过程。由于河水中平均 Eh 值为 400mv, 且变化较小, 故计算中没有考虑氧化还原作用。

据 1984 年三门峡站实测水化学资料, 黄河该河段主要离子含量的平均值为: Ca²⁺ 46.9mg/l, Mg²⁺ 24.3mg/l, K⁺ + Na⁺ 98.86mg/l, Cl⁻ 59.7mg/l, SO₄²⁻ 113.4mg/l, HCO₃⁻ 235.6mg/l, CO₃²⁻ 4.85mg/l。

结合三门峡段水体的实际情况, 在模拟重金属的形态分配计算中, 选择 Ca、Mg、Cu、Zn、Pb 等五种金属离子, 加上 H⁺ 离子, 共六种阳离子; 选择 CO₃²⁻、HCO₃⁻、SO₄²⁻、Cl⁻、OH⁻ 等五种阴离子(团)为无机配位体; 选择腐殖酸(F_A)为有机配位体的代表。利用三门峡站水化学组成计算出离子强度为 0.01mol/l, 将其输入程序进行离子强度校正。设计重金属的总浓度分别为 0.5ppm 和 1ppm 两种情况; 悬浮物含量分别取 2g/l、30g/l 和 60g/l 三种情况。其中 2kg/m³(g/l) 代表枯水期含沙量; 30kg/m³ 代表河水平

均含沙量; 60kg/m³ 代表泄洪期含沙量。根据黄河水的 pH 范围, 分别取 pH 5、6、7、7.6、8、8.5 和 9 等七种情况。

本文计算中所考虑的反应式及平衡常数见表 1。其中, Ca、Mg 与腐殖酸的络合常数取自文献 [4]; Cu 取自文献 [5—7]; Pb 根据文献 [8] 的观点取与 Cu 相同的数值; Zn 取自文献 [8]。Cu、Zn、Pb 与悬浮物的表面络合条件稳定常数根据吸附实验及文献 [3] 的吸附等温式计算得出。其它反应的平衡常数取自文献 [1]。

表 1 计算中考虑的反应式及平衡常数
Tab. 1 The reactions and their equilibrium constant in the calculation

反 应 式	lg K	反 应 式	lg K
$\text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} = \text{CaCO}_3(\text{S})$	8.3	$\text{Zn}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} = \text{ZnSO}_4$	2.3
$\text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} = \text{CaCO}_3$	3.0	$\text{Zn}^{2+} + \text{Cl}^- = \text{ZnCl}^+$	1.2
$\text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} + \text{H}^+ = \text{Ca}(\text{HCO}_3)^+$	11.6	$\text{Zn}^{2+} + 2\text{Cl}^- = \text{ZnCl}_2$	1.4
$\text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} = \text{CaSO}_4(\text{S})$	4.7	$\text{Zn}^{2+} + 3\text{Cl}^- = \text{ZnCl}_3^-$	0.8
$\text{Ca}^{2+} + \text{FA} = \text{CaFA}$	3.3	$\text{Zn}^{2+} + \text{FA} = \text{ZnFA}$	5.3
$\text{Ca}^{2+} + 2\text{OH}^- = \text{Ca}(\text{OH})_2(\text{S})$	5.6	$\text{Zn}^{2+} + \text{SS} = \text{ZnSS}$	1.2
$\text{Ca}^{2+} + \text{OH}^- = \text{Ca}(\text{OH})^+$	1.5	$\text{Zn}^{2+} + 2\text{OH}^- = \text{Zn}(\text{OH})_2(\text{S})$	16.5
$\text{Mg}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} = \text{MgCO}_3(\text{S})$	5.4	$\text{Zn}^{2+} + \text{OH}^- = \text{Zn}(\text{OH})^+$	4.2
$\text{Mg}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} + \text{H}^+ = \text{Mg}(\text{HCO}_3)^+$	11.6	$\text{Zn}^{2+} + 3\text{OH}^- = \text{Zn}(\text{OH})_3^-$	13.9
$\text{Mg}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} = \text{MgSO}_4$	2.4	$\text{Pb}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} = \text{PbCO}_3(\text{S})$	14.2
$\text{Mg}^{2+} + \text{FA} = \text{MgFA}$	2.2	$\text{Pb}^{2+} + 2\text{CO}_3^{2-} = \text{Pb}(\text{CO}_3)_2^{2-}$	10.8
$\text{Mg}^{2+} + 2\text{OH}^- = \text{Mg}(\text{OH})_2$	11.0	$\text{Pb}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} = \text{PbCO}_3$	7.4
$\text{Mg}^{2+} + \text{OH}^- = \text{Mg}(\text{OH})^+$	2.5	$\text{Pb}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} = \text{PbSO}_4(\text{S})$	7.7
$2\text{Cu}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} + 2\text{OH}^-$ $= \text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3(\text{S})$	33.5	$\text{Pb}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} = \text{PbSO}_4$	2.7
$\text{Cu}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} = \text{CuCO}_3$	6.7	$\text{Pb}^{2+} + \text{Cl}^- = \text{PbCl}^+$	1.7
$\text{Cu}^{2+} + 2\text{CO}_3^{2-} = \text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$	9.9	$\text{Pb}^{2+} + 2\text{Cl}^- = \text{PbCl}_2$	2.6
$\text{Cu}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} = \text{CuSO}_4$	2.3	$\text{Pb}^{2+} + 3\text{Cl}^- = \text{PbCl}_3^-$	3.9
$\text{Cu}^{2+} + \text{Cl}^- = \text{CuCl}^+$	0.6	$\text{Pb}^{2+} + \text{FA} = \text{PbFA}$	5.95 ^e
$\text{Cu}^{2+} + 2\text{Cl}^- = \text{CuCl}_2$	0.4	$\text{Pb}^{2+} + \text{SS} = \text{PbSS}$	1.4
$\text{Cu}^{2+} + \text{FA} = \text{CuFA}$	5.95 ^a	$\text{Pb}^{2+} + \text{OH}^- = \text{Pb}(\text{OH})^+$	6.7
	6.11 ^b	$\text{Pb}^{2+} + 2\text{OH}^- = \text{Pb}(\text{OH})_2(\text{S})$	20.2
	7.82 ^c	$\text{Pb}^{2+} + 2\text{OH}^- = \text{Pb}(\text{OH})_2$	11.2
	8.80 ^d	$\text{Pb}^{2+} + 3\text{OH}^- = \text{Pb}(\text{OH})_3^-$	14.3
		$2\text{Pb}^{2+} + \text{OH}^- = \text{Pb}_2(\text{OH})^{2+}$	7.5
$\text{Cu}^{2+} + \text{SS} = \text{CuSS}$	1.3	$\text{H}^+ + \text{CO}_3^{2-} = \text{HCO}_3^-$	10.2
$\text{Cu}^{2+} + 2\text{OH}^- = \text{Cu}(\text{OH})_2(\text{S})$	18.5	$2\text{H}^+ + \text{CO}_3^{2-} = \text{H}_2\text{CO}_3 \longrightarrow$ $\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$	16.6
$\text{Cu}^{2+} + \text{OH}^- = \text{Cu}(\text{OH})^+$	5.8		
$2\text{Cu}^{2+} + 2\text{OH}^- = \text{Cu}_2(\text{OH})_2^{2+}$	17.2	$\text{H}^+ + \text{SO}_4^{2-} = \text{HSO}_4^-$	2.2
$\text{Zn}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} = \text{ZnCO}_3(\text{S})$	11.2	$\text{H}^+ + \text{OH}^- = \text{H}_2\text{O}$	13.73

注: 表中 a、b、c、d 分别是 pH 5、6、7.6、8.5 时的 lgK 值。e 为 pH 5 时的 lgK 值。

四、结果与分析

为了考察不同金属初始浓度和不同悬浮物含量时, 重金属在不同 pH 值条件下的形态分配, 我们选取金属总浓度为 0.5ppm 和 1ppm 两种情况与三种情况的悬浮物含量, 即

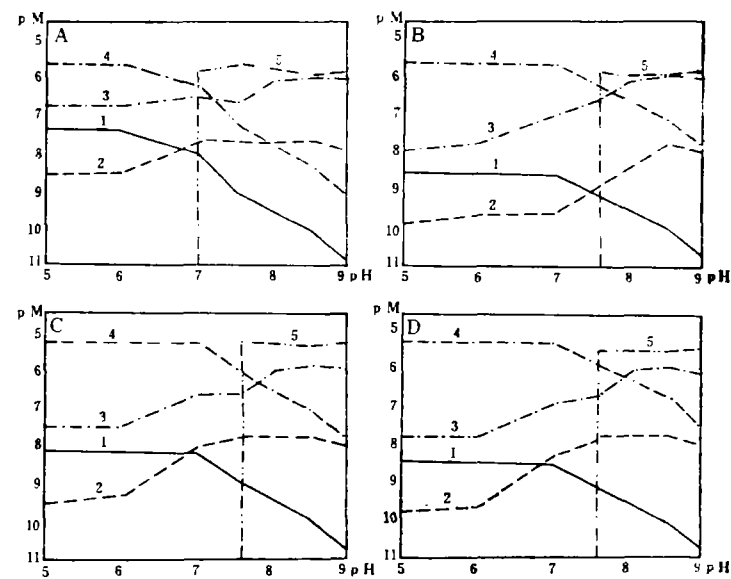


图1 Pb在各体系中的形态分配

Fig. 1 Distribution of Pb chemical species in different systems

图注 (图2、图3同)

A: 体系A的形态分配

B: 体系B的形态分配

C: 体系C的形态分配

D: 体系D的形态分配

其中: 1. 游离态

2. 无机络合态

3. 有机络合态

4. 吸附态

5. 沉淀态

2g/l, 30g/l, 和 60g/l。组成如下四个体系: A、金属总浓度为 0.5ppm、悬浮物含量为 2g/l; B、金属总浓度为 0.5ppm、悬浮物含量为 30g/l; C、金属总浓度为 1ppm、悬浮物含量为 30g/l; D、金属总浓度为 1ppm、悬浮物含量为 60g/l; 计算四个体系中 Cu、Zn、Pb 在 pH5—9 范围内的形态分配。结果绘成图 1、2、3。

(一) pH 的影响

以上述体系 B 为例,说明 pH 值对 Cu、Zn、Pb 形态分配的影响。

从图 1B 中可以看出, Pb 的游离态浓度和吸附态比例随 pH 值升高而降低,在 pH > 7.6 时, Pb 出现沉淀。其中, pH 为 7.6—8.5 时,沉淀形态为 $\text{PbCO}_3(\text{S})$; pH > 8.5 时,沉淀形式为 $\text{Pb}(\text{OH})_2(\text{S})$ 。络合态 Pb 随 pH 升高呈峰形分布,最大值出现在 pH 为 8.5 处。

从图 2B 中可见, Cu 的游离态和吸附态均随 pH 升高而减少;当 pH > 7.6 时出现沉淀,沉淀态随 pH 升高而增大,其形式为 $\text{CuCO}_3(\text{S})$;络合态 Cu 也基本随 pH 值增大而呈峰状变化,最大值出现在 pH 为 8 (有机络合态 Cu) 和 pH 为 7.6 (无机络合态 Cu) 处。

从图 3B 中可见, Zn 的游离态和吸附态均不随 pH 值而变化,且不出现沉淀态。有机络合态 Zn 则随 pH 增大略有增大趋势。

将黄河水 pH 7.5—8.5 范围内各金属主要形态分配比例列于表 2 中。

归纳上述体系 B 中游离态金属与 pH、吸附态金属与 pH 和沉淀态金属与 pH 的关系等可以得到下面的相关方程:

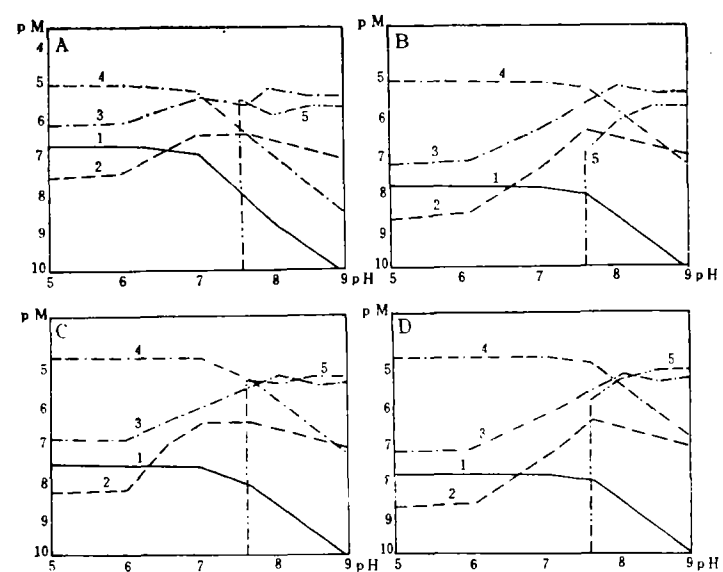


图 2 Cu 在各体系中的形态分配

Fig. 2 Distribution of Cu chemical species in different systems

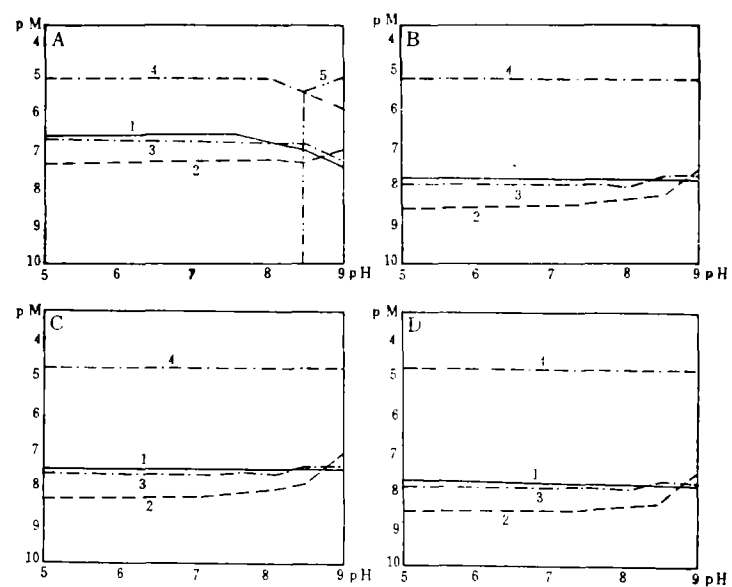


图 3 Zn 在各体系中的形态分配

Fig. 3 Distribution of Zn chemical species in different systems

$$\lg[\text{Cu}^{2+}] = -0.7521\text{pH} - 2.8877 \quad (r = 0.8909 \text{ pH}6-9)$$

$$\lg[\text{CuCO}_3(\text{S})] = 1.3888\text{pH} - 17.3216 \quad (r = 0.9870 \text{ pH}7.6-9)$$

$$\lg[\text{CuSS}] = -0.7521\text{pH} - 0.1077 \quad (r = 0.8909 \text{ pH}6-9)$$

表 2 重金属在黄河水体中的主要形态分配 (%)

Tab. 2 Distribution of chief chemical species of the heavy metals in the Yellow River

形态	pH	Cu			Pb			Zn		
		7.6	8.0	8.5	7.6	8.0	8.5	7.6	8.0	8.5
MCO ₃		4.3	2.6	1.5	6.7	6.9	7.5			
MCO ₃ (S)		3.2	15.4	49.0	59.1	48.3	44.1			
MFA		27.3	64.8	46.3	8.5	33.5	44.8			
MSS		65.0	17.1	3.2	25.4	11.2	3.8	99.6	99.6	99.5

$\lg [\text{Pb}^{2+}] = -0.7495\text{pH} - 3.6147 \quad (r = 0.9323 \text{ pH}6-9)$

$\lg [\text{PbSS}] = -0.9173\text{pH} - 0.7347 \quad (r = 0.9323 \text{ pH}6-9)$

由于 Zn²⁺ 的浓度主要受吸附作用的控制(吸附态占总量的 99% 左右),且本文所选条件平衡常数不随 pH 而变化,所以,计算结果 [Zn²⁺] 和 [ZnSS] 不随 pH 而变。

(二) 初始浓度(金属总量)的影响

从图 1—3 中 B、C 可以看出,随着金属初始浓度的增加,各形态的绝对量也基本随之增加,在 pH < 7.6 范围内,体系主要以吸附作用控制,而本计算中对吸附反应的处理,是把它看成重金属与悬浮物的表面络合作用,即 [MSS] = K_A[SS][M] 这样, [MSS] 与 [M] 比值便只取决于悬浮物的含量,而与 pH 和初始金属浓度无关。但初始金属浓度增加,可使 [MSS] 与 [M] 以同样速度增加,其比值仍保持不变。由此可见,初始金属浓度增加,可使水体中的游离金属浓度增大。当 pH 大于 7.6 以后,系统中金属浓度主要受沉淀反应控制,沉淀过程使游离金属浓度维持在很低的水平。在本研究的初始浓度条件下,增大初始金属浓度只增加沉淀量,而对游离金属浓度影响不大。

(三) 悬浮物含量的影响

前面已经说明, [MSS]/[M] 值与悬浮物含量成正比。即含沙量愈大,吸附态与游离态比值愈大。从图 1—3 中 A 与 B、C 与 D 的比较可以看到,在初始金属浓度和 pH 均相同的情况下,体系的含沙量愈大,吸附态所占的比例亦愈大,而沉淀态则愈小。另外,含沙量由 2g/l 增至 30g/l 时比由 30g/l 增至 60g/l 时吸附态所占的比例增加得快(图 1—3) 其原因是初始金属浓度没有相应地增加,悬浮物已相对过量。并且还发现,悬浮物含量增大。可使金属出现沉淀的 pH 升高。如 pH 为 9,悬浮物含量为 2g/l 时, ZnCO₃(s) 态占总量的 80%; 而当悬浮物含量增至 30g/l 时,相同 pH 条件下,却以吸附态占绝对优势(99%),而不生成沉淀,见图 3 中 A、B。

通过以上分析,可以确定重金属 Cu、Pb、Zn 在天然水 pH 范围(6—9)内,控制其形态分配的主要过程。其中 Cu、Pb 主要由沉淀过程控制,大部分 Pb、Cu 首先与体系中的 CO₃²⁻ 和 OH⁻ 结合生成沉淀;由于 Zn 的碳酸盐沉淀和氢氧化物沉淀的溶度积比 Cu、Pb 大,所以它的形态主要受吸附过程控制。

据此可知, Cu、Pb 在水体中的游离金属浓度受 pH 控制; Zn 则受初始浓度和悬浮物含量的控制。

存在于水环境中的重金属,其危害最大的部分是游离态金属。如果能够通过一些易于测定的环境因子(如 pH、ss 等)来预测在某些环境条件下游离态金属的浓度,将为环境管理和保护提供依据和方便。

本文取黄河三门峡站河水平均 pH 值为 8.2, 平均含沙量为 37g/l, Cu、Pb、Zn 的总浓度为 1ppm, 通过模式计算得到 Cu、Pb、Zn 各金属的游离态浓度分别为: Cu、Pb 小于 1ppb, Zn 小于 2ppb。

当水体重金属总浓度为 1ppm 时, 其可溶态重金属含量(游离态和无机络合态之和)均很低, Cu、Pb、Zn 分别小于 25、40、25ppb; 而三门峡站河水实测可溶态 Cu、Pb、Zn 浓度分别为 15、13、12ppb。比较实测数据与计算结果, 可知实测值均小于计算值, 说明模拟计算结果是可信的, 而计算值和实测值均低于饮用水标准, 说明目前黄河三门峡河段尚未受到重金属污染。

五、结 论

1. 重金属在黄河中游水体中主要以吸附态和沉淀态存在, 而游离态和无机络合态的比例很小。即进入黄河水体中的重金属通过吸附、沉淀形式转入悬浮物中, 而清水中含量很低。

2. 重金属在黄河水体中的形态分配主要受控于河水的 pH 值, 其次是悬浮物的含量和重金属的初始浓度(总浓度)。当 $\text{pH} < 7.6$ 时, 体系中重金属的形态分配均受吸附过程控制, 以吸附态占优势, 而当 $\text{pH} > 7.6$ 时, Cu、Pb 的形态分配主要受控于沉淀作用, 以沉淀态为主, Zn 仍为吸附过程所控制。当重金属总浓度低于其难溶化合物的 K_{sp} 时, 体系受吸附过程控制, 而高于 K_{sp} 时, 则体系的主要过程受控于 pH。如随着重金属初始浓度的增加, 当 pH 值低于 7.6 时, 其游离态浓度也升高; 当 pH 值高于 7.6 时, 只增加金属的沉淀量。悬浮物含量愈大, 则吸附态的重金属的比例也愈大, 且可使金属出现沉淀的临界 pH 升高。

3. 通过模式计算可知, 重金属总可溶态含量均很低, Cu、Pb、Zn 分别小于 25、40、25ppb, 且大于实测值。

上述结论可用于黄河小浪底水库的重金属形态分配预测, 并为多泥沙河流中重金属的环境行为及其对水质的影响预测研究提供了参考依据。

参 考 文 献

- [1] Morel F. et al., *Environ. Sci. Technol.*, **6**, 58 (1972).
- [2] Fristoe B. R. et al., *Water Res.*, **17**(7), 771 (1983).
- [3] 金相灿, 中国环境科学, **3**(4), 10; 1983.
- [4] M. 斯尼茨尔等, 环境中的腐殖物质, 化学工业出版社, 1979.
- [5] Bresnahan W. T. et al., *Analytical Chemistry*, **50**, 1675(1978).
- [6] Volk G. M. et al., *Soil Sci.*, **109**, 333 (1970).
- [7] Muntoura R. F. C. et al., *Estuarine and Coastal Marine Sciences*, **6**, 387(1978).
- [8] Mouret C. et al., *Water Res.*, **17**(6), 641 (1983).

DISTRIBUTION OF CHEMICAL SPECIES OF THE HEAVY METALS IN THE YELLOW RIVER

Li Lijuan

(Institute of Geography, Chinese Academy of Sciences and State Planning Commission of the People's Republic of China)

Key words Yellow river; Heavy metal; Chemical species distribution; Model calculation

Abstract

In this paper, the model calculation is used to calculate the chemical species distribution of heavy metals in the Middle Yellow River. The results show that the pH value is the most important factor to control the distribution of each species, while the initial concentration of the heavy metals and content of suspended matter are other factors.

In the Middle Yellow River, Cu and Pb mainly appear in sedimentary form, and Zn in adsorbed form. The content of free state heavy metal is very low. This study provides a scientific basis for forecasting the effect of heavy metal on environment for building the Xiao Lang Di reservoir.